

红树林生态系统重金属污染的研究

STUDIES ON THE HEAVY METAL POLLUTION IN MANGROVE ECOSYSTEMS—A REVIEW

王文卿 林 鹏

(厦门大学生物学系 361005)

红树林是热带、亚热带海湾河口生态系统的重要初级生产者,对维护海湾河口地区的生态平衡起着十分重要的作用^[5]。由于人口的增加,城市 and 工业的发展,进入红树林区的工农业废弃物和废水不断增多,所以必须了解这些废弃物及废水对红树林的作用及红树林生态系统是如何捕集这些污染物的。对于红树林沼泽作为废物、污水自然处理厂已引起关注^[18,19],但目前对红树林区重金属污染尚无系统的研究,有关的认识主要是间接的。

1 红树植物对重金属耐性的研究

了解有关红树植物重金属耐性研究出发点有二:一是由于利用生物指示种检测海洋环境重金属污染方法既表明了化学可利用性、又表征了生物积累潜力,具有直接毒理学意义^[7],人们试图利用红树植物来监测海岸带重金属污染;二是如林志庆和黄会一1988年认为的,木本植物具有较大的生物量和较长的生长周期,植物吸收累积的污染物不会在短时期内释放到环境中或进入食物链,人们试图用森林生态工程来治理重金属污染。且目前对热带、亚热带海区生物指示种的研究落后于温带地区^[6]。由于受诸多环境因子的制约,Lacerda 和 Abrao 1984 年认为几乎不可能在野外用成年红树植物个体来研究植物对重金属污染的反应。几乎所有的研究结果都是在幼苗培养的基础上得到的,Walsh 等 1979 年、Thomas 等 1984 年用有土培实验,而陈荣华和林鹏 1988 年、1989 年、Thomas 等 1984 年用砂培实验。Kahle 等^[17]认为,幼苗培养结果完全可应用于成年个体,但郑逢中等 1992 年对另一红树植物秋茄(*Kandelia candel*)幼苗耐镉性进行研究后指出,幼苗木质化程度低,对有害物质较敏感,其抗性比成年植株弱。

Walsh 等 1979 年对大红树(*Rhizophora mangle*)幼苗的土培研究表明,当土壤中的重金属 Pb、Cd 和 Hg 的浓度分别高达 250×10^{-6} 、 500×10^{-6} 和 100×10^{-6} 时,未见明显受害症状。Thomas 等 1984 年发现在砂

培条件下,红茄冬(*R. macronata*)和白海欖(*Avicennia alba*)雌幼苗能忍受 500×10^{-6} 的 Pb 和 Zn。陈荣华和林鹏 1989 年发现白骨壤(*Avicennia marina*)、秋茄和桐花树(*Aegiceras corniculatum*)幼苗当 Hg 浓度达 1×10^{-6} 时也未见受害症状。郑逢中等 1992 年发现秋茄幼苗在 2.5×10^{-6} 的 Cd 液中培养 100 d 后才轻微受害。由此可见,红树植物幼苗对 Hg、Pb、Cd 等的耐性是比较高的。Dukshoorn 和 Lampe^[14]指出,植物从污泥中吸收重金属要比它从加入到一般土壤相等水平的重金属低,从一般土壤中吸收的重金属量又比从培养液中吸收的要少得多。因此,自然状况下红树植物对重金属污染物有较高的耐性。此外,陈荣华和林鹏 1988、1989 年还发现植物体各器官尤其是叶片重金属元素含量与培养基质重金属元素含量存在显著的双对数线正相关关系。

Walsh 等 1979 年认为,红树植物忍耐高浓度重金属的可能途径有:根或根表面不具毒性的金属硫化物的形成、组织去毒作用及根部排离子的机制等,或这三者同时起作用。但笔者认为根表面金属硫化物的形成是不可能的。因为红树植物的根系具发达的通气组织,氧的输入速率往往超过根系生命活动的实际需求,结果使 O_2 往根外扩散^[16]。氧的输入造成根际 H_2S 和金属硫化物的氧化,从而减少它们对根系的毒害。因为 Fry 等 1981 年的研究发现,当 H_2S 的浓度达 $10^{-4} \sim 10^{-5}$ mol/L 时即会对根系产生毒害。陈荣华和林鹏 1989 年认为,红树植物根中发达的凯氏带对减少根系吸收重金属离子有一定作用。此外,郑逢中等 1992 年认为红树植物体内高浓度的单宁对解除重金属的毒害也起一定作用。Fernandes 和 Henriques 1991 年认为盐生植物的耐盐机制使之对元素吸收具有高度选择性,这对防止根部吸入过多重金属元素有一定作用。仲崇信等 1983 年对大米草(*Spartina anglica*)

* 国家自然科学基金资助项目 4870293 号。

收稿日期:1998-05-18;修回日期:1998-09-20

的耐汞性研究表明,耐汞性和耐盐性有着不可分割的联系。陈荣华和林鹏 1989 年对秋茄、桐花树,Thomas 等 1984 年对红茄冬的研究都证实了这种现象。陈荣华和林鹏 1989 年对具不同耐盐机制的红树植物的研究发现,相同条件下拒盐红树植物秋茄对汞的耐性比泌盐的桐花树高。此外,陈荣华和林鹏 1988 年、郑逢中等 1992 年在培养过程中还发现低浓度重金属能促进红树植物幼苗生长^[10,14]。

目前对红树植物重金属耐性的研究限于对 Hg, Cd, Pb 等少数元素的单因子栽培实验,且大多仅以形态指标来评价重金属的毒性。王焕校等 1984 年认为植物体内部的破坏先于外部,在植物体表现出肉眼可见的受害症状之前,体内一些生理生化及结构变化早已发生,仅通过短期的人工培养和形态观察来判断红树植物对重金属污染物的耐性是不够的。近年来,利用海洋生物生理生化和细胞反应变化监测海洋污染已受重视^[4]。而有关红树林的报道不多,诸如重金属对红树植物的光合、呼吸、色素含量及组成的影响,对酶系统如过氧化氢酶、脱氢酶等活力的影响,对组织电解质渗透率及细胞超微结构的影响等问题都值得研究。必须重视对根系的研究,尤其是根表面的化学过程。此外,红树植物体内 S 含量高于一般的植物^[13],这些 S 在减轻重金属对红树植物的毒害方面有何作用也是值得探讨的问题。复合重金属污染对红树植物的影响也是将来的研究方向。

2 红树林沉积物对重金属的富集作用

有关红树林、盐沼及海草场沉积物沉积重金属效率的对比研究不多。Harbison 1986 年对澳大利亚南部 Barker 港红树林、海草场及潮间带光滩的比较研究发现红树林沉积物富集重金属的能力超过了潮间带的光滩、海草场及河口底质。Lacerda 等 1984 年研究了巴西 Rio de Janeiro 的红树林及大米草盐沼表层沉积物的特征,发现虽然两者颗粒组成相同,但红树林沉积物中重金属 Cu, Cr, Cd, Zn, Mn, Pb 和 Ni 的含量均高于盐沼沉积物。作者认为红树林比大米草盐沼能更有效地沉积重金属。Lacerda 1987 年等对巴西海水受中度污染的 Sepetiba 海湾潮水循环过程中进出红树林的悬浮颗粒(Suspended matter, SM)的研究发现,涨潮时来源于海水的 SM 中的重金属含量远高于退潮时来源于红树林的 SM 中的重金属含量。对潮间带沉积物尤其是红树林沉积物中重金属的行为的研究是一个全新的课题,因为其与重金属行为密切相关的酸碱度和氧化还原电位既不同于近岸带沉积物,也不

同于海草场、盐沼和光滩,红树林沉积物呈强酸性和强还原性。此外,红树林沉积物表层的理化性质由于受周期性质的潮水的影响还具有多变性。目前有关红树林沉积物中重金属积累、迁移、转化及生物可利用性的认识大多间接来源于近岸带沉积物的研究成果。

潮水流经红树林时,红树植物发达的板根、支柱根及呼吸根能有效地降低潮水流速。一般来说,红树林区潮水的流速只有光滩的 1/3~1/4,林区潮沟的 1/6~1/13^[3],结果使一些小粒径的无机及有机颗粒得以沉积,Harbison 1986 年认为这就是红树林沉积物粘粒含量高的原因。此外,红树植物每年还向沉积物提供大量的凋落物^[5],结果使沉积物中有较高的有机质含量,因为厌氧环境使这些有机质的降解处于低水平状态。高有机质含量、高粘粒含量的特征使得红树林沉积物有较大的表面积和较多的表面电荷,通过离子交换、表面吸附、螯合、胶溶和絮凝等过程和重金属粒子作用,吸附了大量的重金属^[11],这种作用统称为络合吸附作用。Harbison 1986 年, Lacerda 等 1984 年、1987 年的研究表明,红树林沉积物中重金属元素含量与有机质含量、粘粒(<63 μm)含量显著正相关。此外,红树植物各器官 S 含量很高,平均达 0.4%,每年通过凋落物及根系向沉积物提供大量的 S,结果使沉积物具含 S 层,且含量多在 0.4%以上^[13]。S 在厌氧环境下被还原成 S²⁻, S²⁻能与多种重金属离子如 Zn²⁺, Cu²⁺, Hg²⁺ 及 Pb²⁺ 等形成浓度积很小的金属硫化物^[1, 2, 15],这就是红树林沉积物对重金属的沉淀吸附作用。至于络合吸附作用及沉淀吸附作用在富集重金属的过程中何者起主要作用,目前还没统一的认识。重金属含量与有机质及粘粒含量的高度相关性似乎意味着络合吸附作用是主要的,且重金属与腐殖质形成可溶性稳定螯合物,能有效地阻止重金属作为难溶盐而沉淀。而 Lacerda 等 1987 年总结了红树林沉积物中重金属的生物地球化学特性,认为硫酸盐还原及随之而来的重金属硫化物的沉淀是沉积物固定重金属的主要机制。表 1 是红树林沉积物与重金属的沉积和固定有关的若干理化特征。

3 红树林沉积物中重金属的释放

Lacerda 等 1984 年认为有机络合及金属-有机复合体的移出是红树林沉积物释放重金属的主要途径。Nissenba Um 和 Swaine 1976 年的研究表明红树林沉积物中的有机质中含较多的含 N、S 官能团,它对重金属的络合或螯合能力很强,络合物稳定系数大。但

海洋科学

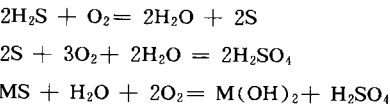
庄国顺等 1988 年的培养实验表明,沉积物的强酸性特征对有机质-金属络合物的稳定性有影响,其稳定性随 pH 值的降低而降低,pH 为 1 时几乎全部解离。此外,邹邦基 1984 年发现低 pH 也会导致粘粒对重金属的吸附能力下降,使重金属移出沉积物的可能性增加,其原因可能是竞争络合吸附位点所致。范志杰等^[7]认为金属的烷基化也是金属移出沉积物的一条途径,Se,As,Hg,Pb,Sn 等都可能发生烷基化。烷基化增加了金属的生物可利用性及毒性,并且可从沉积物中挥发出去,其中最主要的是甲基化,酸性及高有机质含量会促进金属的甲基化,而红树林沉积物具备上述特征,但目前还没有相关的报道。

表 1 红树林沉积物的理化特性(与邻近潮间带光滩比)与重金属的沉积和固定

沉积物的理化特征	重金属的沉积与固定
低潮流速度	+
高粘粒含量	+
高有机质含量	+
有机质中含 N,S 官能团多	+
有机质中富里酸含量高	+
高 S ²⁻ 含量	+
高单宁含量	+
强还原性	-
强酸性	-
高盐含量	-

注:+,促进沉积与固定;-:不利于沉积与固定。

此外,当红树林沉积物受到人为扰动如围垦时,其通气透水状况得到改善,结果使有机质大量分解,S²⁻被氧化成 SO₄²⁻:



其结果是沉积物中的有机质含量迅速下降,酸度增加,最底可达 pH2.2^[13],对重金属的吸附固定能力大大下降,大量重金属游离出来。因此,红树林开发过程中必须注意这个问题。此外,植物的吸收也是重金属移出沉积物的途径之一。

红树林沉积物是一个非常复杂的有机复合体,同时又受到海水周期性的浸淹。表层沉积物的物理化学特性是多变的,目前还没有有关重金属污染物在沉积物表面沉积动力学的报道,弄清这个问题对我们更好地了解红树林沉积物很有帮助。

4 红树植物对海湾河口海湾生态系统重金属污染的净化作用

红树林的落叶构成了一个极其高产的生态系统的能量和物质的主要来源,很多无脊椎动物直接啃食红树植物的叶片^[12],落叶分解后的有机碎屑也被许多动物所摄食。因此,红树植物对重金属的吸收及重金属在植物体各器官中的分布等问题引起了人们的重视。郑文教等人^[8~10]的研究发现,红树林生态系统中的重金属绝大部分分布于沉积物中,植被所占比例不超过 4%(Cd 除外)。此外,植物体所吸收的重金属主要分布于根、茎等动物不易啃食的部位(Cd 除外)。其原因是红树林沉积物中的绝大部分重金属无生物活性。Tam 等对深圳福田红树林沉积物的研究发现,可提取的重金属还不到总量的 1%^[19]。值得注意的是 Cd,不但在植被中所占比例高达 20%,远高于其他重金属,且叶片是其注意累积部位之一。Lacerda 等 1988 年对巴西海水受中度污染的 Sepetiba 湾潮水循环过程中进出红树林的 SM 的研究发现,涨潮时来源于海水的 SM 重金属含量远高于退潮时来源于红树林的 SM 中的重金属含量。由此可见,红树林的存在一方面通过各种方式把大量重金属污染物贮存于沉积物中而对海湾河口生态系统重金属污染有净化作用,另一方面为海湾河口海湾生态系统的各级消费者提供大量的洁净的食物。

参考文献

1 王焕校.污染生态学基础.昆明:云南大学出版社,1990. 19~36
2 全国海岸带办公室《环境质量调查报告》编写组.中国海岸带和海涂资源综合调查专业报告文集(1980~1987). 北京:海洋出版社,1989. 30~332
3 张乔民等.红树林研究与管理.北京:科学出版社,1995. 13~20
4 邹景忠、吴玉霖.海洋环境生物学研究.见:曾呈奎、周海鹰等主编.中国海洋科学研究及开发.青岛:青岛出版社,1992. 275~292
5 林 鹏.中国红树林生态系.北京:科学出版社,1995. 1~
6 陆超华.台湾海峡,1994, 13(1):14~20
7 范志杰等.环境科学,1995, 16(5):82~86
8 郑文教等.厦门大学学报(自然科学版),1995, 34(5): 829~834
9 郑文教等.植物生态学报,1996, 20(1):20~27
10 郑文教等.植物学报,1996, 38(3):227~233

- 11 金相灿. 沉积物污染化学. 北京: 环境科学出版社, 1992. 27~56
- 12 蔡福龙等译, 曼. K. H. 著. 近海水域生态学. 北京: 海洋出版社, 1989. 30~32
- 13 龚子同, 张效补. 土壤学报, 1994, 31(1): 86~94
- 14 张宜春等译, 蒙格尔, K., 克尔克贝, E. A. 著. 植物营养原理. 北京: 农业出版社, 1987. 591~592
- 15 廖自基. 微量元素的环境化学及生物效应. 北京: 环境科学出版社, 1992. 196~378
- 16 Clough, B. F.. In: Robertson, A. I. and Alongi, D. M. eds. Coastal and Estuarine Studies-Tropical Mangrove Ecosystems, Washington DC: American Geophysical Union. 1992. 234
- 17 Kahle, H.. *Environ. & Exp. Bot.*, 1993, 33(1): 99~119
- 18 Odum, W. E., Johannes, R. E.. The response of mangrove to man-induced environmental stress. In: Ferguson, E. J. W. and Johannes, R. E. eds. Tropical Marine Pollution. Netherlands: Elsevier Scientific Publishing Company. 1975. 55~62
- 19 Tam, N. F. Y. *et al.*. Asia-Pacific Symposium on Mangrove Ecosystem. Hongkong, 1993. 38~39

铁对浮游植物生长影响的研究进展*

ADVANCES IN STUDIES ON THE EFFECT OF NUTRIENT Fe ON THE GROWTH OF PHYTOPLANKTON

杨东方 谭雪静

(中国科学院海洋研究所 青岛 266071)

浮游植物初级生产是海洋食物链的第一环节。光、温度和营养盐是影响海洋浮游植物光合作用的重要环境因子。这些环境因子的影响效应表现在藻类生长与繁殖的快慢。因此,人们对抑制浮游植物生长的营养盐是哪一种元素,众说纷纭。随着时间流逝,科学的发展趋势和研究结果使人们目前逐渐了解营养盐对浮游植物生长影响的机理和过程,同时,也了解营养盐生物地球化学过程。国内外学者对营养盐的研究也不断加深,研究结果也日新月异。本文主要阐述铁对浮游植物的增长影响和目前的研究进展。

1 铁是浮游植物生长的限制因子的起源

1982年, Gordon等第一次发表的“海水中溶解铁的断面”,显示了铁在海水表层耗尽到亚微摩尔级。这使人们思考铁可能是在广阔海域的生物限制因子。

1988年, Fitzwater和Gordon发表了加铁的实验结果,这些实验是取之太平洋近北极 HNLC(High nitrate low chlorophyll, 高氮量低叶绿素量)海区的海水装入瓶中在甲板上进行的。从这些实验结果可以看出,在这些海域的浮游植物对营养盐的低利用是与铁的限制有关。

1988年6月,在伍兹霍尔海洋研究所的研讨会

上,在温室效应的可能调解的文中, Martin首先提出了用铁作为肥料大尺度给 HNLC 海域施肥的概念。

1989年春季,国际研究委员会总结:通过提高新初级生产力,减缓大气中 CO₂ 的增加,在概念上是切实可行的,并作了进一步推荐。在经过慎重的考虑建立相关模型和初步实验之后,实施了国际的瞬间加铁实验。

1991年2月一个特别美国团体召开了关于海洋湖沼(Limnology and Oceanography)的学术会议,重点讨论在广阔的高营养盐海域控制浮游植物生产力的问题。1991年, Chisolm 和 Morel 提出“铁的假定”或者“控制 HNLC 海区的营养盐吸收的因子”。虽然提出些质疑。认为用铁作为肥料来降低 CO₂ 增加是具有科学性的不确定缓和措施,并敦促不要考虑把铁当肥料作为一个政策。但是人们一致同意的解决方法是:保证以不封闭的加铁实验作为唯一的办法,来说明在整个食物链的中加铁是否会导致净群落生产的提高^[1]。

铁实验 I 和其后的铁实验 II 的结果证明了赤道太平洋生态系统的生物集群在加铁后具有直接和明确的反应。这些实验在某种程度上提供了一个有力

* 中国科学院海洋研究所调查研究报告 3709 号。

收稿日期:1999-02-01;修回日期:1999-03-10